

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

UTILISATION D'AMENDEMENTS ORGANIQUES POUR LE REBOISEMENT DU
PARC À RÉSIDUS SANS DRAINAGE MINIER ACIDE DE LA MINE NIOBEC

PAR
FRÉDÉRIC GAGNON
B.SC. (BIOLOGIE)

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES

MAI 2018

RÉSUMÉ

L'activité minière pose plusieurs problématiques environnementales, comme la production de résidus miniers et un changement d'affectation des terres. La végétalisation de parcs à résidus miniers par la plantation d'espèces ligneuses pourrait permettre la remise en production de ces écosystèmes dégradés ainsi que la création de nouveaux puits de carbone, mais les propriétés physicochimiques des résidus miniers les rendent peu propice à la mise en place d'un couvert forestier. Afin de déterminer la faisabilité de cette approche et d'identifier des modalités d'aménagement adéquates, un dispositif expérimental a été installé sur le parc à résidus de la mine Niobec (St-Honoré, QC, Canada). Pour ce faire, la plantation de trois espèces ligneuses (aulne crispé (ALC), épinette blanche (EPB) et épinette de Norvège (ENO)) a été combinée à l'utilisation de deux mélanges d'espèces herbacées (haut et bas), le tout disposé de façon à tester l'effet de l'utilisation de biosolides de papetière (BP) et de lisier de bovins (LB) comme amendements sur les propriétés physicochimiques du substrat et sur la survie et la croissance des végétaux. L'analyse des résultats révèle que, un an après l'application des traitements, l'ALC présente les croissances en hauteur et en biomasse les plus élevées. Les variables morphologiques de l'ENO et de l'EPB n'ont pas été influencées par les amendements alors que les BP ont eu un effet négatif sur la biomasse des ALC. Le LB semble avoir affecté à la baisse les concentrations de certains éléments nutritifs au niveau du sol, particulièrement en présence du mélange herbacé bas. Pour ce qui est de la concentration foliaire en éléments nutritifs, l'EPB a bénéficié de l'application de BP et de LB alors que l'ALC et l'ENO ont réagi différemment à l'application de BP. Le mélange d'herbacées est le facteur qui a eu le plus d'impact sur la croissance et le statut nutritif des plants ainsi que sur la fertilité générale des sols. Dans un contexte de lutte aux changements climatiques, les résultats montrent qu'il est possible d'utiliser des espèces ligneuses pour végétaliser des parcs à résidus miniers non générateurs acides afin d'en faire des puits de carbone.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier, dans un premier temps, mes codirecteurs Jean-François Boucher et Claude Villeneuve pour leur confiance et leur support dans la réalisation de ce projet de maîtrise. Leur rigueur et leur dévouement m'ont permis d'atteindre un niveau de compétence qui aurait été impossible sans leur aide.

J'aimerais aussi remercier Le Mouvement des Caisses Desjardins et Carbone Boréal pour le soutien financier durant cette période. Ils m'ont permis de m'impliquer à 100% dans ce projet sans me soucier de mes finances.

Le projet n'aurait pas été possible sans la participation de toute l'équipe de Niobec mais surtout de madame Annie Boily et de madame Sylvie Paquette, qui nous ont fourni un soutien logistique apprécié et un accès sans limite au site expérimental.

Il m'aurait été impossible de mener à terme ce projet sans la participation de plusieurs autres personnes à la générosité inestimable. Merci spécialement à Pascal « le père » Tremblay, Stéphanie « la p'tite mère » Girard, Phillipe « le punk » Cournoyer-Farley, Olivier « Hell Yeah » Fradette, Florence « l'artiste » Jean, Dave « le gros nounours » Tremblay et Patrick « Bluegrass » Faubert.

Merci aussi à mes parents, Louise Paquet et Serge Gagne, et à ma femme Patricia Girouard pour m'avoir soutenu et encouragé dans la poursuite de mes études. Le support de ses proches est un facteur clé dans le succès académique.

À tous ceux que je n'ai pas nommé mais que j'ai côtoyé durant ces années, je vous dis merci. Je vous dois une partie de ce que je suis devenu aujourd'hui.

La recherche de réponses et d'explications aux phénomènes du monde qui nous entoure fait maintenant partie de moi, et je ne pourrai, heureusement ou malheureusement, jamais m'en départir.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	i
REMERCIEMENTS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	v
LISTE DES FIGURES.....	vi
CHAPITRE 1	1
INTRODUCTION	1
1.1 Les changements climatiques	2
1.2 L'activité minière	3
1.3 Les amendements organiques.....	5
1.4 Les biosolides de papetières	6
1.5 Espèces ligneuses	8
1.6 Hypothèses et objectifs.....	9
CHAPITRE 2	10
ARTICLE.....	Erreur ! Signet non défini.
2.1 Introduction	11
2.2 Material and Methods.....	15
Site description.....	15
Experimental design.....	15
Soil sampling and chemical analyses	18
Soil physical measurements	Erreur ! Signet non défini.
Tree measurements.....	19

Statistical analysis	20
2.3 Results	21
Tree Survival, Growth and Biomass	21
Tree Nutrition.....	24
Soil fertility	26
2.4 Discussion.....	30
Tree Survival, Growth and Biomass	30
Tree Nutrition.....	31
Soil fertility	31
2.5 Conclusion.....	32
CHAPITRE 3	34
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	34
RÉFÉRENCES.....	38
SUPPLEMENTARY MATERIAL.....	46

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Chemical and physical characteristics of the LPMS and LCM used for the experiment.....	17
Table 2. ANOVA table. Results for the survival (S), stem total height growth (G_H), stem diameter growth (G_R), total biomass (M_T), aboveground biomass (M_{AG}) and belowground biomass (M_{BG}) of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings in presence of low growing mix (LGM) or high growing mix (HGM) combined with no amendment (NA), landfilled papermill sludge (LPMS) or liquid cattle manure (LCM) amendment. Orthogonal contrasts were realised in case of a significant interaction between two or more factors. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$	23
Table 3. ANOVA table for the foliage content in N, P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Cu, Mn, Fe, B, S, and Al of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings, in presence of LGM or HGM combined NA or with LPMS of LCM amendment. Orthogonal contrasts were realised in case of a significant interaction between two or more factors. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$. For abbreviations, see Table 2.	25
Table 4. ANOVA table. Results for the soil pH, %OM, content of P, K, Ca, Mg, Al, Mn, Cu, Zn, B and Fe, cation exchange capacity (CEC) and base saturation (BS) after one growing season in non-acidic tailings in presence of LGM or HGM combined with NA or with LPMS of LCM amendment. Orthogonal contrasts were realised in case of a significant interaction between two or more factors. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$. For abbreviations, see Table 2.	28
Table 5. ANOVA table for the soil in situ mineralized N after one growing season in non-acidic tailings and for potentially mineralizable N after 20 weeks, in presence of LGM or HGM combined NA or with LPMS of LCM amendment. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$. For abbreviations, see Table 2	29

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Relative height growth of the planted seedlings after one growing season on non-acidic tailings seeded with LGM or HGM. For abbreviations, see Table 2.....	21
Figure 2. Total biomass of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings NA or amended with LPMS or LCM. For abbreviations, see Table 2	22
Figure 3. Foliar N content of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings in presence of LGM or HGM combined with no amendment (NA) or with LPMS or LCM amendment. For abbreviations, see Table 2..	24
Figure 4. Soil (a) organic matter content (OM), (b) base saturation (BS) and (c) cation exchange capacity (CEC) at 20 cm depth after one growing season in non-acidic tailings in presence of LGM or HGM combined with no amendment or amended with LMPS or LCM. For abbreviations, see Table 2.....	27
Figure 5. Total in situ mineralized N during one growing season on non-acidic tailings in presence of LGM or HGM. For abbreviations, see Table 2.....	29

CHAPITRE 1
INTRODUCTION

1.1 LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES) et leur concentration atmosphérique ont augmentées significativement par rapport à la période préindustrielle (Bindoff et al. 2013). La littérature scientifique actuelle supporte avec un fort niveau de confiance le fait que ces GES expliquent en grande partie les forçages radiatifs responsables des changements climatiques observés (Myhre et al. 2013). Les impacts potentiels des changements climatiques sont susceptibles d'affecter les sociétés humaines par la dégradation des écosystèmes terrestres, côtiers et océaniques, des ressources d'eau douce et des systèmes de production de nourriture (IPCC 2014a).

Afin de réduire les impacts potentiels des changements climatiques, plus de 100 pays ont convenu que la température moyenne globale ne devrait pas être augmentée de plus de 2°C par rapport à l'air préindustrielle (Meinshausen et al. 2009) alors que les membres du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) concluent qu'il pourrait y avoir des risques substantiels pour plusieurs écosystèmes avec une augmentation de température de 1°C par rapport à l'ère préindustrielle (IPCC 2014a). Pour atteindre cet objectif, des politiques et des mesures efficaces d'atténuation des GES doivent être établies (IPCC 2014a). Cependant, des connaissances scientifiques solides sont nécessaires afin de favoriser la mise en place d'actions efficaces. L'évaluation, basée sur la science, de différentes stratégies d'atténuation est donc cruciale afin de parvenir à une stabilisation des concentrations atmosphériques de CO₂ nécessaire au maintien d'un réchauffement moyen inférieure à 2°C par rapport à l'ère préindustrielle (Noble et al. 2014).

Selon Peters et al. (2013), l'atténuation des changements climatiques doit inclure à la fois des mesures de réduction, d'absorption et de séquestration des émissions. Alors que la littérature scientifique suggère plusieurs solutions pour la réduction des émissions, une certaine incertitude demeure quant à l'efficacité à long terme des mesures d'absorption et de séquestration mises de l'avant actuellement (IPCC 2014a, b). De ce fait, un besoin d'identifier et de documenter ces différentes stratégies est présent.

Parmi ces stratégies, l'utilisation de certains écosystèmes ayant une capacité potentiellement élevée d'agir comme puits de carbone (C), comme les terres agricoles, les écosystèmes forestiers et les sites industriels dégradés, pourrait contribuer au portefeuille des mesures de mitigation (Gaboury et al. 2009; Lal 2013; Shrestha and Lal 2006; Silva et al. 2013; Tripathi et al. 2014; Ussiri and Lal 2005).

Entre autres, la forêt boréale canadienne est connue pour offrir plusieurs possibilités d'absorption du CO₂ atmosphérique et de séquestration du C (Boucher et al. 2012; Carlson et al. 2010; Gaboury et al. 2009). Avec la perte de plus de 674 kha de forêt boréale canadienne en lien avec l'activité industrielle depuis 1990 (Kurz et al. 2013), la végétalisation de sites dégradés fait partie de la liste des opportunités.

Depuis la mise en place du Plan Nord par le Gouvernement du Québec en 2015, l'importance de l'industrie minière dans la forêt boréale canadienne est susceptible d'augmenter dans un futur proche (Gouvernement du Québec 2015a). Le changement d'affectation des terres, se traduisant par le remplacement d'écosystèmes productifs par des milieux industriels dégradés, résultant de l'établissement de nouvelles infrastructures minières est donc susceptible d'augmenter de même.

1.2 L'ACTIVITÉ MINIÈRE

Les ressources exploitées par l'industrie minière sont caractérisées par une forte variabilité dans la concentration du minerai d'intérêt. Le processus de concentration du minerai inclue généralement un concassage et un broyage du matériel brut, suivi d'une suite de traitements physiques et chimiques. Les minéraux et les composés chimiques n'ayant pas d'attrait économique constituent les résidus miniers, qui sont entreposés dans des bassins de sédimentation. L'ensemble des résidus sédimentés et des bassins de sédimentation forment un parc à résidus miniers.

La présence de ces parcs à résidus miniers peut être à l'origine de plusieurs nuisances, comme la dispersion de poussières, pour les écosystèmes et les habitants des zones

avoisinentes. La dispersion des poussières est majoritairement causée par l'érosion éolienne des parcs à résidus miniers (Blight 2008; Ghose and Majee 2000). Ces installations peuvent avoir des effets négatifs sur l'esthétique du paysage, surtout lorsqu'elles sont situées à proximité d'aires habitées (Tordoff et al. 2000). La création de parcs à résidus miniers s'accompagne de la suppression de toute végétation existante sur la majorité des sites, amenant une perte de biodiversité et une augmentation des émissions de GES (Li 2006; Singh et al. 2002; Smith et al. 2014).

Dans la province de Québec (Canada), les pratiques actuelles de gestion des parcs de résidus miniers, en vertu de la Loi sur les Mines, doivent inclure un plan de restauration à mettre en place lors de la fin de la vie utile du parc (Gouvernement du Québec 2015b). Il n'y a toutefois pas de spécifications sur la manière dont la végétalisation des infrastructures doit être réalisée. De manière générale, la végétalisation des parcs à résidus miniers inclut l'ensemencement d'espèce herbacées avec ou sans l'utilisation d'amendements ou de fertilisants (Cooke and Johnson 2002; Tordoff et al. 2000). Cette méthode permet une certaine réduction de l'érosion éolienne en diminuant l'effet du vent près de la surface du sol (Li et al. 2007).

Le nombre d'études explorant l'utilisation d'espèces ligneuses pour la restauration de parcs à résidus miniers est limité (Larcheveque et al. 2013). Les avantages de l'utilisation d'arbres plutôt que d'espèces herbacées incluent une réduction efficace de l'érosion éolienne par la formation de haies brise-vent (Brandle et al. 2004; Cornelis and Gabriels 2005), la restauration de la biodiversité par la création d'habitats pour la microfaune et la macrofaune (Rowland et al. 2009) et la création de puits de C par la croissance de la biomasse végétale et la pédogénèse (Singh et al. 2002; Tripathi et al. 2014; Ussiri and Lal 2005), compte tenu de la faible concentration en C organique inhérente aux résidus miniers (Larney and Angers 2012; Vetterlein and Huttl 1999). De plus, la séquestration de C par les plantes et le sol sont deux méthodes d'atténuation des changements climatiques parmi les plus rentables (Lal 2004; Pacala and Socolow 2004).

Pour que la végétalisation d'un site minier soit un succès, il est important que le substrat, en l'occurrence les résidus miniers, ait la capacité de supporter la croissance des arbres

plantés et de permettre une certaine productivité (Ussiri and Lal 2005). Cependant, les résidus miniers sont des sols dégradés, classifiés comme des technosols spolics (IUSS Working Group WRB 2014), qui sont généralement caractérisés par l'absence de processus pédologiques et biologiques, une sensibilité à la sécheresse, une salinité excessive et un manque ou une absence d'éléments nutritifs (Li 2006; Singh et al. 2002). La combinaison de ces propriétés physicochimiques est susceptible d'inhiber les processus de pédogénèse et la croissance des plantes (Ussiri and Lal 2005).

1.3 LES AMENDEMENTS ORGANIQUES

Les amendements organiques sont largement utilisés en agriculture dans le but d'améliorer ou de maintenir la fertilité des sols (Diacono and Montemurro 2010; Hébert et al. 2010). La fertilité des sols est définie comme « la capacité d'un sol à répondre aux exigences physiques, chimiques et biologiques pour la croissance, la productivité et la reproduction de plantes de qualité selon le type de plante, le type de sol et les conditions climatiques » (Abbott and Murphy 2007). Il est connu que l'utilisation d'amendements organiques peut favoriser la séquestration de C par une accumulation accrue de biomasse et par le développement de la matière organique du sol, résultant en une plus grande stabilisation du C dans les plantes et dans le sol (Bolan et al. 2012; Bolan et al. 2013; Cooperband 2002). En agriculture, l'amendement organique le plus répandu est le fumier de divers types de bétail, alors qu'il en existe plusieurs autres types provenant de l'industrie forestière (copeaux de bois, brin de scie, biosolides de papeteries), des activités urbaines (boues municipales) et de l'industrie de transformation des aliments (Faubert et al. 2017; Larney and Angers 2012).

Les caractéristiques des amendements organiques dépendent entre autres de leur origine et de leur composition (Garcia-Orenes et al. 2005; Gonzalez-Ubierna et al. 2012). Différents amendements auront donc différents effets sur les propriétés physicochimiques des sols (Diacono and Montemurro 2010; Haynes and Naidu 1998). Comme l'azote (N) est l'un des éléments nutritifs limitants dans les sols, le ratio C/N est un indicatif souvent utilisé pour

classifier les amendements, puisqu'il influence directement le N disponible pour la végétation (Nave et al. 2009). Le matériel organique ayant un ratio C/N relativement faible relâchera du N disponible pour les plantes lorsqu'il se décomposera, alors que le matériel organique ayant un ratio C/N relativement fort sera caractérisé par une compétition entre les plantes et les communautés microbiennes des sols pour l'accès au N, ce qui résultera en une plus grande immobilisation du N par les communautés microbiennes (Amlinger et al. 2003). Puisque les plantes ne peuvent généralement utiliser que le N sous forme minérale (NO_3^- et NH_4^+), la quantité de N organique qui pourrait éventuellement être assimilable par les plantes correspond au « N potentiellement minéralisable » (Chantigny et al. 2001).

De manière générale, les résidus d'origine animale ont un ratio C/N plus faible que les résidus végétaux, en raison de leur forte concentration en N (Cooperband 2002). De plus, la majorité du N présent dans les lisiers de bétail l'est sous forme minérale et est donc directement assimilable par les plantes (Chantigny et al. 2001). Il s'agit d'une des raisons pour lesquelles les lisiers de bétail sont grandement utilisés en agriculture. Par exemple, le lisier bovin possède généralement un ratio C/N entre 5 et 25 (Diacono and Montemurro 2010), ce qui en fait une source importante de N assimilable par plantes (Cooperband 2002).

Puisque les différents lisiers sont en grande demande dans le secteur de l'agriculture, leur utilisation comme amendement organique ne représente pas un gisement potentiellement important pour la végétalisation de parcs à résidus miniers. Ainsi, l'utilisation de matières résiduelles industrielles comme les biosolides de papeteries (BP) correspond davantage à un gisement durable. En effet, lorsqu'ils sont utilisés comme amendement organique, les BP améliorent les différentes propriétés physicochimiques des sols tout en agissant comme une source d'éléments nutritifs pour les plantes (Camberato et al. 2006).

Les biosolides de papeteries

Les BP sont un résidu organique de l'industrie des pâtes et papiers provenant du traitement des effluents des usines. Il existe trois types de BP, soit les BP de désencrage, les BP primaires et les BP secondaires, qui ont tous des caractéristiques différentes (Nemati et al. 2000b). Il est connu que l'utilisation de BP comme amendement organique peut augmenter

le rendement des cultures ainsi que les propriétés physicochimiques des sols lorsqu'ils sont appliqués de façon répétée en milieu agricole (Gagnon and Ziadi 2012). Price and Voroney (2007) ont aussi trouvé que l'application annuelle de BP pendant trois ans en milieu agricole diminue la densité apparente de sols et l'infiltration de l'eau de surface et augmente la stabilité des agrégats, avec une amélioration de certaines variables après une seule année d'application dans certains cas. Une expérience en laboratoire menée par Nemati et al. (2000a) a montré que les propriétés structurales et chimiques, ainsi que la stabilité et la répartition des agrégats, étaient améliorées avec l'application de BP de désencrage. Alors que ces recherches se concentrent sur l'utilisation de BP en milieu agricole pour la croissance d'espèces herbacées. Lteif et al. (2007) ont trouvé que l'application de BP seuls et d'un mélange de BP et de lisier de porc ont significativement augmenté la croissance du peuplier hybride (*Populus trichocarpa x Populus deltoides*) sur des terres agricoles marginales ayant une faible fertilité inhérente.

L'effet de plusieurs matières résiduelles fertilisantes, dont les BP, a été étudié dans une optique de végétalisation de sites dégradés (Larney and Angers 2012). Dans une étude en serres, Green and Renault (2008) ont trouvé que l'application de BP et une fertilisation adéquate a augmenté la croissance de *Medicago sativa*, *Festuca rubra* et *Agropyron trachycaulum* dans des résidus miniers aurifères ayant un pH neutre. Ils ont aussi trouvé que l'application de BP sur les mêmes résidus a augmenté la stabilité des agrégats et a diminué la densité apparente du sol. Des études au champ ont montré que l'application de BP compostés sur des résidus d'une mine de taconite a augmenté la croissance de *Panicum virgatum* et amélioré les propriétés physicochimiques du sol (Johnson 1998).

En vertu du plan d'action 2011-2015 sur la politique québécoise de gestion des matières résiduelles, le gouvernement du Québec s'est engagé à dresser une stratégie visant à bannir l'enfouissement des matières organiques putrescibles pour 2020 (MDDEP 2011). Comme les usines de pâtes et papiers ne pourront plus enfouir leurs biosolides, différentes avenues de valorisation devront être étudiées par cette industrie, dont la valorisation comme amendement organique. Puisque les biosolides fraîchement sors de l'usine ne représentent pas une source d'approvisionnement suffisamment importante pour assurer une disponibilité lors des

périodes d'épandage, l'utilisation de biosolides déjà enfouis devient une alternative intéressante. Les BP, qui étaient jusqu'ici enfouis, deviendraient donc disponibles pour être utilisés comme amendement organique, dans une perspective d'écologie industrielle.

1.4 ESPÈCES LIGNEUSES

Afin de favoriser le succès de la remise en valeur de parcs à résidus miniers et pour maximiser la séquestration de C, plusieurs stratégies peuvent être adoptées en ce qui a trait au choix d'espèces ligneuses. Par exemple, l'utilisation d'espèces colonisatrices, comme l'aulne crispé (*Alnus viridis* (Chaix) DC. *ssp. crispa*), pourrait favoriser un taux de survie élevé des arbres sur les sites dégradés, assurant une séquestration du C atmosphérique à long terme. D'un autre côté, l'utilisation d'espèces à croissance rapide, comme l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench)) et l'épinette de Norvège (*Picea abies* (L.) H. Karst), pourrait permettre une accumulation accélérée de biomasse sur le site, favorisant une séquestration potentiellement significative de C, en assumant que la capacité de support du milieu puisse soutenir la croissance et la productivité d'espèces ayant une forte demande en élément nutritifs.

Comme l'utilisation d'espèce ligneuses en milieu minier a peu été étudiée, il y a un vide de connaissances sur la capacité des différentes espèces à survivre et à croître sur ces sites dégradés.

De plus, dans le contexte du Plan d'action sur les changements climatiques (PACC), reconduit jusqu'en 2020, et de la mise en place du Système de plafonnement et d'échange des droits d'émission de gaz à effet de serre (SPEDE) du Québec, intégrant plusieurs entreprises québécoises au marché de la Western Climate Initiative (WCI), des solutions favorisant les absorptions de GES doivent être mises en œuvre rapidement pour aider les industriels réglementés à respecter leurs intensités cibles d'émission de GES. Bien que l'absorption du carbone atmosphérique par la végétalisation des terres privées n'est pour le moment pas incluse dans la liste de projets admissibles à des crédits compensatoires, le site

du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la lutte contre les Changements Climatiques indique qu'un protocole est en cours d'élaboration.

1.5 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS

Les hypothèses testées dans cette étude sont que l'application d'amendements organiques, en fonction de leur nature et de leurs propriétés physicochimiques, vont (1) améliorer la fertilité des résidus miniers en augmentant la concentration de N minéral, N potentiellement minéralisable, P, K, Ca, Mg et la capacité d'échanges cationiques (CEC), ainsi qu'en diminuant la saturation en base et la densité apparente du sol, (2) augmenter le taux de survie et la croissance des arbres plantés et (3) améliorer le statut nutritif des arbres plantés en augmentant les concentrations de N, P, K, Ca et Mg contenues dans leur feuillage. L'effet du lisier bovin (LB) sur la fertilité du sol devrait être observé plus rapidement que celle des BP, en raison de la disponibilité des éléments nutritifs dans le premier amendement. Les BP devraient aussi avoir un effet plus important sur la densité apparente du sol que le LB en raison de sa plus grande durée de vie dans le sol lorsqu'il est utilisé comme amendement. La survie de l'ensemble des espèces ligneuses plantées devrait être augmentée par la présence d'amendements (BP ou LB). La croissance et le statut nutritifs des arbres plantés, après une saison de croissance, devraient être supérieur dans les résidus amendés avec du LB puisque la disponibilité des éléments nutritifs de cet amendement est susceptible de favoriser la performance des arbres à court terme. Pour tester ces hypothèses, une expérimentation a été réalisée sur une plantation de trois espèces d'arbres sur un parc à résidus miniers amendés, avec comme objectifs de quantifier (1) l'effet des amendements testés (lisier de bovins et biosolides de papeteries) sur les variables physicochimiques mentionnées plus haut dans les sols, (2) l'effet de ces amendements sur la survie et la croissance et (3) sur le statut nutritif des espèces ligneuses étudiées (aulne crispé, épinette blanche et épinette de Norvège).

CHAPITRE 2

ARTICLE: THE USE OF ORGANIC AMENDMENTS FOR THE
REHABILITATION OF NON-ACIDIC MINE TAILINGS WITH
TREES

ABSTRACT

Mining activities come with environmental challenges, as tailings production and land use change. The rehabilitation of tailings using trees instead of herbaceous species could allow to bring back productive ecosystems to absorb atmospheric carbon on these degraded lands. The inherent properties of tailings are generally not suitable for the successful establishment of forest cover without further human intervention. This study focuses on using organic amendments (landfilled papermill sludge (LPMS) and liquid cattle manure (LCM)) as a promoter for a successful rehabilitation of tailings using tree species. An *in situ* experimental design was installed on the tailings of the Niobec mine in St-Honoré, Quebec, Canada. Three tree species were planted (green alder, white spruce and Norwegian spruce) combined with two herbaceous mixes (high growing and low growing), with the objective of testing the effect of the two amendments on the physicochemical properties of soils and on survival, growth and nutrient status of the selected species. After one growing season, the green alder had the higher growth and biomass gain among the planted tree species. The amendments did not influence the morphological measurements of white spruce and Norwegian spruce while LPMS decreased the final biomass of the green alder. LCM decreased the soil content of some important nutrients, mostly when the low growing herbaceous mix was used. The foliar nutrient content was also influenced by the amendments. The white spruce benefited from both amendments while the Norwegian spruce only benefited from LPMS. The green alder was affected negatively by both amendment regarding the foliar nutrients content. The herbaceous mix was the factor which had the strongest impact on soils physicochemical properties and on the growth and nutrient status of the planted trees. Considering the actual context regarding climate change mitigation efforts, the results of this study show that it is possible to use trees combined to herbaceous species, instead of herbaceous species only, to rehabilitate tailings from the mining industry and potentially absorb and store atmospheric carbon.

2.1 INTRODUCTION

It is now scientifically supported with a high level of confidence that anthropogenic greenhouse gases (GHGs) are mostly responsible for the observed climate change (Myhre et al. 2013). To reduce impacts of global climate change, efficient GHG mitigation activities and policies must be established (IPCC 2014a). The science-based evaluation of different mitigation strategies is therefore crucial in order to achieve the stabilization of atmospheric CO₂ concentrations necessary to limit global average temperature to below 2°C above pre-industrial levels (Noble et al. 2014).

Using ecosystems for their ability to remove atmospheric CO₂, like croplands, grasslands, forestlands and degraded industrial lands, is one of these strategies (Gaboury et al. 2009; Lal 2013; Shrestha and Lal 2006; Silva et al. 2013; Tripathi et al. 2014; Ussiri and Lal 2005).

Canada's boreal forest is known to offer several opportunities for atmospheric CO₂ removal (Boucher et al. 2012; Carlson et al. 2010; Gaboury et al. 2009). With the loss of more than 674 kha of Canadian boreal forest due to industrial activities since 1990 (Kurz et al. 2013), the degraded sites are becoming part of these opportunities through revegetation. Moreover, biogenic carbon sequestration by plants and soil formation is one of the most cost-efficient ways to mitigate climate changes (Lal 2004; Pacala and Socolow 2004).

Among industrial activities, metal mining is an important contributor to land use change. The creation of tailings storage facilities is one of the most land consuming process in this industry. The presence of mine tailings can cause nuisance, like dust dispersion, mainly caused by wind erosion of tailings (Blight 2008; Ghose and Majee 2000). The creation of tailings induces a loss of biodiversity and increased GHG emissions caused by the removal of the original vegetation on most of sites (Li 2006; Singh et al. 2002; Smith et al. 2014). In the Province of Québec (Canada), the current management practices under the Mining Act include a restoration plan upon the cessation of activities on the area (Gouvernement du Québec 2015c), without specification on how the revegetation aspect of the restoration must be performed. In practice, mine site reclamation includes the seeding of herbaceous plants

with or without using amendments or fertilizers (Cooke and Johnson 2002; Tordoff et al. 2000), allowing a reduction of wind erosion (Li et al. 2007).

There are only a few number of studies exploring the use of trees for tailings reclamation in Canada (Larcheveque et al. 2013). Benefits of using trees instead of weeds include the efficient reduction of wind erosion (Brandle et al. 2004; Cornelis and Gabriels 2005), the restoration of biodiversity through the creation of microbial and wildlife habitats (Rowland et al. 2009), and the creation of carbon sink through plant biomass growth and soil formation (Singh et al. 2002; Tripathi et al. 2014; Ussiri and Lal 2005), given the inherent low concentrations of soil organic carbon (SOC) in mine tailings (Larney and Angers 2012; Vetterlein and Huttl 1999).

To achieve a successful reforestation of tailings, conditions must be suitable for growth and productivity of planted trees (Ussiri and Lal 2005). However, mine tailings are degraded lands, generally characterized by the absence of pedological or biological soil, drought prone conditions, excessive salinity, and lack or absence of nutrients (Li 2006; Singh et al. 2002), altogether biological and physicochemical properties that inhibit soil-forming processes and plant growth (Ussiri and Lal 2005). To promote vegetation establishment and growth on degraded soils, organic amendments or fertilizers are commonly used (Hébert et al. 2010). It has been shown that the use of organic amendments can enhance carbon sequestration through biomass and soil organic matter (SOM) accumulation, resulting in carbon stabilization in plants and soil (Bolan et al. 2012; Bolan et al. 2013; Cooperband 2002). In agriculture, the use of livestock manure from various species is the most widespread organic amendment, and several others are derived from forestry (wood chips, shavings, papermill sludge), urban activities (sewage sludge, municipal sludge) and food processing industry (Faubert et al. 2017; Larney and Angers 2012). Depending on their origin and form, different types of organic amendments exhibit different characteristics (Garcia-Orenes et al. 2005; Gonzalez-Ubierna et al. 2012), and have therefore different effects on soil physicochemical properties (Diacono and Montemurro 2010; Haynes and Naidu 1998).

There is a lack of scientific knowledge on the use of organic amendments to promote the rehabilitation of tailings using trees. *In situ* tests should be prioritised to ensure a complete understanding of the key factors influencing success in this scenario.

Since animal manures are broadly used by the agricultural sector, the application of these organic amendments on mine tailings is likely not a viable reclamation practice. As an alternative, papermill sludge (fresh or landfilled), residues from the pulp and paper industrial process, are available organic wastes that could be valorized as amendments. Their use as an organic amendment has been studied by several authors during the last decades (Camberato et al. 2006; Faubert et al. 2017; Gagnon and Ziadi 2012; Lteif et al. 2007; Nemati et al. 2000b; Price and Voroney 2007), showing positive effects on different crop yield, soil physical and chemical properties, for example with hybrid poplar (*Populus trichocarpa* x *Populus deltoides*) on agricultural lands. Use of papermill sludge as organic amendment for tailings reclamation has been studied mainly with herbaceous vegetation, with similar conclusions on crop yield and soil properties improvement (Green and Renault 2008; Johnson 1998; Larney and Angers 2012). As for the use of organic amendments in general for the rehabilitation of tailings, there is a lack of scientific knowledge on the effect on papermill sludge application on the rehabilitation success using trees.

This study focuses on the use of organic amendments, landfilled papermill sludge (LPMS) and liquid cattle manure (LCM), for the reforestation of mine tailings using colonizing and relatively fast growing woody species. The objective is to assess the effect of these amendments on vegetation growth, survival and nutrient status, and on soil fertility compared to the “business as usual” (BAU) scenario, which combines herbaceous plant species seeded on topsoil applied on tailings.

It was hypothesised that the application of organic amendments, with respect to their nature and physicochemical properties, will (1) improve the general fertility of tailings by increasing the amount of N (mineral and potentially mineralizable), P, K, Ca, Mg and cation exchange capacity (CEC), and by decreasing base saturation, (2) increase the survival and growth of planted trees (green alder, white spruce and Norwegian spruce), (3) improve the nutrient status of planted trees by increasing the concentration of N, P, K, Ca and Mg in

planted trees' foliage. The effect of LCM on soil fertility should be observed before that with LPMS, given the readily availability of nutrients in this amendment. It is expected that LPMS should have a greater effect on soil bulk density than LCM because of their life span when used as amendment. It is also hypothesized that the trees will show greater survival in tailings amended with either LPMS or LCM, compared to BAU. The growth and nutrient status of plants for the first year should be highest in tailings amended with LCM, and to a lesser degree with LPMS, in comparison with the BAU. To test these hypotheses, an experiment was conducted during one growing season in a reforested trial on amended mine tailings.

2.2 MATERIAL AND METHODS

Site description

The study was carried out on the dams of Niobec Inc. tailings pond, a niobium mine located in St-Honoré, Quebec, Canada (48°32'09.8"N 71°08'52.7"W). The tailing storage facility was built in 2005 and is used since then to store the tailings resulting from the concentration of the mineral. Following the operation methods of Niobec, the dams are progressively rehabilitated as they are raised (yearly) using topsoil, removed prior to the establishment of the tailings, and a mix of herbaceous plants. The tailings stored in this 77.4 ha wide pond present a fine texture (150 – 180 µm) and a nearly neutral pH (7-8). The experimental design was established on the dams presenting a 15% slope and built with settled and compacted tailings. The topsoil is used as a base amendment to promote the growth of herbaceous vegetation on dams and is therefore included in the BAU scenario.

Experimental design

The experimental design was established during the month of August 2014 and consisted of a 3*2*3 factorial split-split plot design, in three complete blocks (repetitions). There were two blocks on the north face (north-east and north-west), and one block on the east face. Each block was first split into three main plots, to which were randomly attributed one amendment

treatment, consisting in (1) no amendment (NA), (2) landfilled papermill sludge (LPMS), or (3) liquid cattle manure (LCM). Each main plot was then split into two subplots, to which were randomly attributed one seeding treatment, (1) a high-growing (HGM) or (2) a low-growing (LGM) forage mix. Each of these sub-plots was finally split into three sub-subplots, to which were randomly assigned one of the three planted seedlings species selected for the study, (1) green alder (*Alnus viridis* (Chaix) DC. *ssp. crispa*) (2) white spruce (*Picea glauca* (Moench)) and (3) Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst). Each block had an additional sub-subplot that was not amended, seeded nor planted to act as a reference scenario. Each experimental unit (sub-subplots) were 25 m x 25 m in size, except for those plots in the west face, where the dimensions of the site forced smaller plots of 17 m x 25 m. There was a total of 57 experimental units, 19 per blocks.

Amendments

The LPMS was acquired from the Resolute Forest Product mill in Kénogami, Québec, Canada, located approximately 30 km from the Niobec site (48°42'50.9"N 71°24'45.9"W). The LPMS consisted in a mix of primary and secondary sludge from a thermomechanical pulp and paper facility that was excavated from a landfill site. The LPMS was applied on the experimental design at a rate of 100 t ha⁻¹ (dry) using an excavator.

The LCM was provided by a local farmer and applied using a nozzle attached to a side spreader. The LCM was applied at a rate of 39 t ha⁻¹ (dry). The characteristics of all amendments are presented in table 1.

Every plot, including the reference scenario, was harrowed using a disc harrow attached to a bulldozer to ensure adequate incorporation of the amendments and to remove the natural vegetation.

Table 1. Chemical and physical characteristics of the LPMS and LCM used for the experiment

Parameter	Unit	LPMS	LCM
Dry matter	%	34,5	12,1
Organic matter	%	56,5	79,5
Total N	kg t ⁻¹	9,84	3,9
NH ₄ -N and NH ₃ -N	kg t ⁻¹	0,528	1,00
Total P	kg t ⁻¹	3,66	1,96
Total K	kg t ⁻¹	2,28	3,03
Total Mg	kg t ⁻¹	3,2	0,74
C/N ratio	-	29	12,5

Seeding

Two herbaceous mixes were used in the experiment, based on the height of preselected herb species. The HGM was composed mainly of grasses and was intended for a high vertical growth, while the LGM was composed mainly of legumes and was intended for a low vertical growth and an increased N fixation. The exact composition of the two mixes is available in table S1 of the Supplementary information.

The herbaceous mixes were seeded manually using a disc seeder. The seeding rate was 50 kg ha⁻¹. After seeding, a roll, drawn by a bulldozer, was used to maximize the contact of the seeds with the soil and to level the ground.

Planted species and windbreaks

Three woody species were tested in this experiment; (1) green alder (*Alnus viridis* (Chaix) DC. *ssp. crispa*) (2) white spruce (*Picea glauca* (Moench)) and (3) Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst). Alder and white spruce were raised in IPL 45-110 containers (IPL, St-Damien, Qc, Canada) and the Norway spruce was produced in IPL 25-200 containers (IPL, St-Damien, Qc, Canada). The trees were planted in rows with a two-meter spacing between each of the seedlings. A fourth species, tamarack (*Larix laricina* (Du Roi) Koch.) was used, along with green alder, to create wind breaks.

Each experimental unit contained 13 rows, from which five (5) were windbreak rows splitting the eight (8) remaining rows in four (4) clumps of two (2) rows (see Figure S1 of the Supplementary information). The windbreaks were made of tamarack and green alder and were planted in rows with a one-meter spacing between each of the seedlings. The windbreaks were not measured in the present study.

Soil sampling and chemical analyses

Soil sampling and preparation

The first soil sampling (T_0) was achieved in august 2014, before the first amendment was applied. For each block, a composite sample of the first 20 cm of soil was taken on the top, middle, and bottom of the slope, using an Auger probe to obtain three composite samples per block (top, middle, and bottom). This method was used to assess any slope trend in the tailings surface. A second sampling (T_1) was done one week after the establishment of the experimental design, at the main (amendment) plot level. Diagonal sampling transects were done in each plot to ensure a representative sample. The third (T_2) and fourth (T_3) samplings were done respectively during the spring and the fall of 2015, with diagonal transects, at the subplot (forage mix) level. On the field, each sample was immediately put on ice, brought back to the laboratory and oven dried at 35°C until constant mass, crushed, and sieved through a 2 mm mesh.

Soil Chemical Analyses

The organic matter content, pH and the amount of P, K, Ca, Mg, Al, Mn, Cu, Zn, B and Fe contained in the samples was determined using the Mehlich-III method. Cation exchange capacity (CEC) and base saturation (BS) were also determined using Mehlich-III method.

Mineralizable N

The soil net N mineralization was assessed with an *in situ* method, using a buried bag technique. In May 2015, polyethylene bags with soil cores were buried 20 cm under the soil surface. Every three weeks from May to September, the bags were gathered and replaced by

new ones containing fresh soil cores. The soil cores were kept on ice and brought back to the laboratory. The same day, the mineral N ($\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$) contained in the samples was extracted with 2 M KCl solution. Liquid samples were kept frozen until mineral N was measured by colorimetry. The net N mineralisation was assessed by the sum of the results of six mineral N extractions done during the growing season.

The potentially mineralizable N was estimated by incubating soil samples as described in Curtin and Campbell (2006). Every sample was composed of 20 g of soil sampled at 0-20 cm in May 2015 and 20 g of acid washed 20 mesh silica sand. The samples were incubated in 100 ml Thermo Scientific™ Nalgene™ Analytical Test Filter Funnels and maintained at optimal conditions (35 °C, near 100% relative humidity) during 20 weeks in a Conviron™ growth chamber. The samples were extracted using 100 ml of a 0.01 M CaCl_2 solution and 25 ml of an N-free nutritive solution. The leachate was analysed for $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ by colorimetry. The extraction was performed every two weeks for the first 10 weeks and every 4 weeks thereafter. The potentially mineralizable N was assessed by the sum of the results of mineralised N.

Tree measurements

Survival and morphological measurements

The survival of the planted seedlings was recorded in the fall of 2014 (year of plantation), in the spring of 2015, in the fall of 2015, and in the spring of 2016 on the totality of the 7757 seedlings. All planted seedlings were geo-localized. There was initially a total of 784 rows containing 10 382 seedlings. The seedlings were considered alive when they showed visually at least 10% of green and turgescence foliage.

The initial morphological measurements were performed on one randomly selected seedling per row (eight seedlings per sub-subplot) in the spring of 2015, considering that there was no growth during the winter. The final measurements were performed on the same trees in the fall of 2015. The measured variables were the total stem height (H: nearest mm) and the stem diameter 1 cm above the soil surface (D: nearest 0.1 mm).

Biomass and nutrient status

During the month of September 2015, four randomly selected plants were harvested in each of the sub-subplot. The plants were harvested using a shovel and by removing an approximately 30 cm wide by 20 cm deep soil bulk around each selected plant to ensure that a maximum of the root systems were collected. After extraction, the root systems were carefully washed from any remaining debris in mild water. The plants were then split in two compartments (root biomass, above ground biomass), dried at 65°C until constant mass and then weighted at the nearest mg. The foliage was crushed to pass a 1.2 mm sieve, and then sent at an external lab (Agro Enviro Lac, La Pocatière, Quebec, Canada) to be analysed for N by combustion and for P, K, Ca and Mg by acid digestion.

Statistical analysis

For survival and morphological measurements, the analyses of variance (ANOVAs) were performed using a 3*2*3 split-split-plot design in three complete blocks, for each of the variables with amendment at the main plot, herbaceous mix at the subplot and seedlings species at the sub-subplot levels. For soil measures, ANOVAs were performed on a split-split-plot design for each of the variables, with the date at the main plot, amendment at the subplot and herbaceous mix at the sub-subplot levels. In case of a significant effect ($p < 0.05$) of a factor with more than two levels, a Student's t-test was performed to define which levels were affected by this difference (Abe et al. 1995). In case of significant interactions between two or more factors, orthogonal contrasts were performed to determine the effect of one factor with or without considering the effect of another factor. In the results section, only the variables showing significant interactions were presented to limit the number of figures.

The ANOVAs were performed using the REML procedure of JMP 10.0 (SAS Institute, Cary, Nc, USA). The homogeneity of variance was verified by a visual analysis of the residuals and a logarithmic transformation was applied when necessary. For tree survival rates, the data were transformed to $\sin^{-1}(\sqrt{Y})$ (Quinn and Keough 2002).

2.3 RESULTS

Tree Survival, Growth and Biomass

The survival of the planted species after one growing season was not affected by any of the studied factors, with an average survival of 94%. (Table 2).

After one growing season, the alder had a significantly higher stem diameter relative growth compared to the two other planted species (Table 2). The relative stem height growth was also significantly different for all of the three planted species (Table 2) with the alder having the highest growth, followed by white spruce and finally Norway spruce. The presence of the LGM significantly increased the relative height growth of all of the planted tree species compared to the HGM (Table 2, Fig. 1).

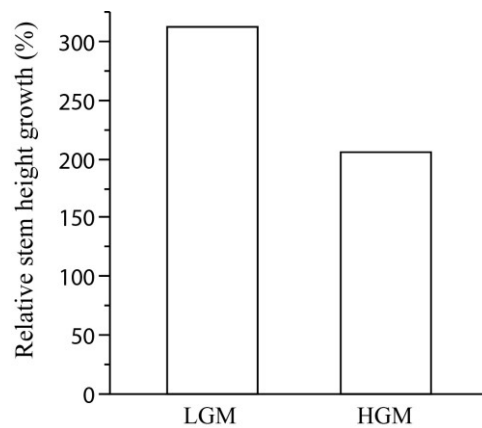


Figure 1. Relative average height growth of the planted tree seedlings after one growing season on non-acidic tailings seeded with LGM or HGM. For abbreviations, see Table 2

After one growing season, the alder had a significantly higher total biomass compared to Norway spruce (305%) and white spruce (520%) (Table 2, Fig. 2). However, the application of LPMS significantly decreased the total biomass of alder compared to NA (34%) (Table 2, Fig. 2). The biomass of the two other species were not affected by the amendments.

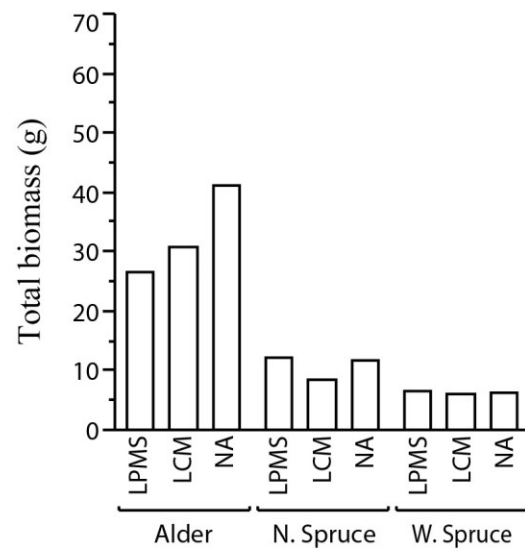


Figure 2. Average total biomass of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings NA or amended with LPMS or LCM. For abbreviations, see Table 2

Table 2. ANOVA table. Results for the survival (S), stem total height growth (G_H), stem diameter growth (G_R), total biomass (M_T), aboveground biomass (M_{AG}) and belowground biomass (M_{BG}) of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings in presence of low growing mix (LGM) or high growing mix (HGM) combined with no amendment (NA), landfilled papermill sludge (LPMS) or liquid cattle manure (LCM) amendment. Orthogonal contrasts were realised in case of a significant interaction between two or more factors. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$.

Source of variation	ndf	S		G_H		G_R		M_T		M_{AG}		M_{BG}	
		ddf	P	ddf	P	ddf	P	ddf	P	ddf	P	ddf	P
Amendment (A)	2	4	0,4589	4,083	0,6536	4,044	0,9847	3,907	0,3096	3,955	0,367	3,869	0,2754
Herbaceous (H)	1	6	0,3593	6,308	0,0060	5,964	0,9388	5,699	0,4509	5,655	0,5056	5,79	0,3565
A x H	2	6	0,7436	6,295	0,9559	5,964	0,7856	5,698	0,5930	5,653	0,4508	5,79	0,8508
Species (S)	2	24	0,7641	24,66	<,0001	24,3	<,0001	24,43	<,0001	24,44	<,0001	24,24	<,0001
A x S	4	24	0,1336	24,67	0,6353	24,3	0,2839	24,42	0,0412	24,44	0,0522	24,24	0,0430
Contrasts													
Alder													
LPMS vs. NA	1	-	-	-	-	-	-	17,06	0,0065	-	-	17,19	0,0035
LCM vs. NA	1	-	-	-	-	-	-	17,06	0,1365	-	-	17,19	0,0969
LPMS vs. LCM	1	-	-	-	-	-	-	17,06	0,1430	-	-	17,19	0,1207
N. Spruce													
LPMS vs. NA	1	-	-	-	-	-	-	17,65	0,7525	-	-	17,68	0,7804
LCM vs. NA	1	-	-	-	-	-	-	17,65	0,1082	-	-	17,68	0,1897
LPMS vs. LCM	1	-	-	-	-	-	-	17,06	0,0580	-	-	17,19	0,1150
W. Spruce													
LPMS vs. NA	1	-	-	-	-	-	-	18,27	0,7971	-	-	18,27	0,7791
LCM vs. NA	1	-	-	-	-	-	-	17,65	0,9843	-	-	17,68	0,7871
LPMS vs. LCM	1	-	-	-	-	-	-	18,83	0,7840	-	-	18,74	0,5878
H x S	2	24	0,6958	24,63	0,0831	24,31	0,4393	24,43	0,7861	24,44	0,7612	24,24	0,7406
A x H x S	4	24	0,4811	24,63	0,2663	24,31	0,6506	24,42	0,3675	24,44	0,3822	24,24	0,3997

Tree Nutrient Status

There was no relevant significant difference between any of the factors for foliage P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Cu, Mn, Fe, B, S and Al content (Table 3). There were some differences between the species but the natural variability between species does not allow to analyse those interactions further.

The results show an interaction between the amendments and the species for the foliage N content (Table 3, Fig. 3). For the alder, the LPMS decreased the foliage N content by 10% compared to NA and by 11% compared to LCM. For the Norwegian spruce, the LPMS increased foliage N content by 30% compared to NA. For the white spruce, LPMS and LCM both increased foliage N content compared to NA by 35% and 43% respectively.

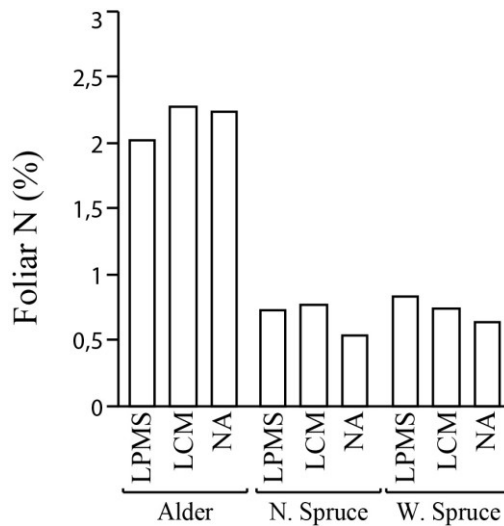


Figure 3. Average foliar N content of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings in presence of LGM or HGM combined with no amendment (NA) or with LPMS or LCM amendment. For abbreviations, see Table 2.

Table 3. ANOVA table for the foliage content in N, P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Cu, Mn, Fe, B, S, and Al of planted alders, Norwegian spruces and white spruces after one growing season on non-acidic tailings, in presence of LGM or HGM combined NA or with LPMS of LCM amendment. Orthogonal contrasts were realised in case of a significant interaction between two or more factors. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$. For abbreviations, see Table 2.

Source of variation	ndf	ddf	P values												
			N	P	K	Ca	Mg	Na	Zn	Cu	Mn	Fe	B	S	Al
Amendment (A)	2	4	0,1417	0,1677	0,3250	0,6068	0,3962	0,2653	0,1057	0,0543	0,4515	0,4187	0,2647	0,4787	0,6293
Herbaceous (H)	1	6	0,8641	0,5827	0,4008	0,6737	0,4598	0,0845	0,3405	0,4133	0,6114	0,5974	0,9484	0,8064	0,9775
A x H	2	6	0,1147	0,2728	0,3723	0,2603	0,1174	0,3572	0,8509	0,2312	0,1321	0,0700	0,7576	0,5198	0,4155
Species (S)	2	24	< ,0001	0,6069	< ,0001	0,0415	0,0037	0,7389	0,0006	0,0272	0,0005	0,0099	0,5095	0,0126	0,0130
A x S	4	24	0,0060	0,1936	0,9334	0,4501	0,3114	0,9401	0,3426	0,7321	0,2425	0,3438	0,2633	0,8535	0,7236
Contrasts															
Alder															
LPMS vs. NA	1		0,0165	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LCM vs. NA	1		0,6497	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LPMS vs. LCM	1		0,0058	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N. Spruce															
LPMS vs. NA	1		0,0289	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LCM vs. NA	1		0,2830	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LPMS vs. LCM	1		0,2279	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
W. Spruce															
LPMS vs. NA	1		0,0315	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LCM vs. NA	1		0,0106	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LPMS vs. LCM	1		0,6217	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H x S	2	24	0,1194	0,3373	0,9510	0,2932	0,3035	0,6876	0,1158	0,5974	0,3902	0,5144	0,4974	0,4453	0,5575
A x H x S	4	24	0,8849	0,7175	0,6867	0,7063	0,5656	0,5953	0,2443	0,7543	0,5672	0,6318	0,6503	0,5459	0,6762

Soil fertility

The soil organic matter content was significantly decreased by the application of LCM compared to NA in presence of the LGM while there was no significant difference between the amendments in presence of the HGM (Table 4). The application of LCM also decreased Al and Fe concentrations and BS compared to LPMS and NA when used with LGM. The concentration of Ca was significantly decreased by the application of LCM. The presence of LPMS decreased the soil Mg concentration compared to LCM when used with HGM and increased the Zn concentration compared to NA when used with LGM. The results also show that there was significantly more K, Mg, Al, Mn, Fe and N and the CEC was significantly higher after one growing season than before the application of amendments (Fig. 4).

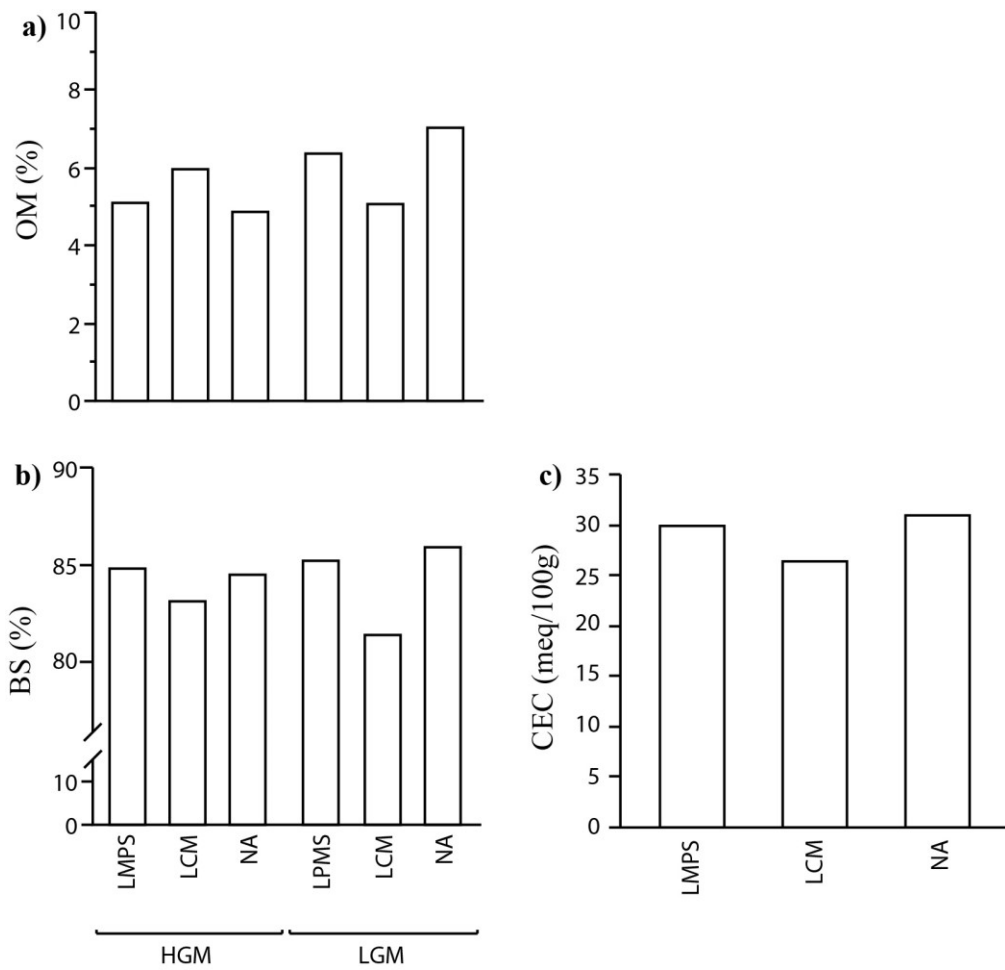


Figure 4. Average soil (a) organic matter content (OM), (b) base saturation (BS) and (c) cation exchange capacity (CEC) at 20 cm depth after one growing season in non-acidic tailings in presence of LGM or HGM combined with no amendment or amended with LMP or LCM. For abbreviations, see Table 2

Table 4. ANOVA table. Results for the soil pH, %OM, content of P, K, Ca, Mg, Al, Mn, Cu, Zn, B and Fe, cation exchange capacity (CEC) and base saturation (BS) after one growing season in non-acidic tailings in presence of LGM or HGM combined with NA or with LPMS of LCM amendment. Orthogonal contrasts were realised in case of a significant interaction between two or more factors. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$. For abbreviations, see Table 2.

Source of variation	ndf	ddf	P values														
			pH	OM	N	P	K	Ca	Mg	Al	Mn	Cu	Zn	B	Fe	CEC	BS
Time (T)	1	2	0,0572	0,4300	0,0431	0,3909	0,0018	0,0675	0,0117	0,0287	0,0108	0,0853	0,0780	0,3801	0,0081	0,0426	0,3331
Amendement (A)	2	8	0,9586	0,8158	0,2934	0,5832	0,9388	0,0081	0,6244	0,0509	0,5531	0,5545	0,6844	0,2151	0,2193	0,0051	0,0193
T x A	2	8	0,7503	0,6512	0,6656	0,7090	0,9466	0,3748	0,8328	0,9300	0,5460	0,5802	0,7966	0,8268	0,5521	0,4668	0,7411
Herbaceous (H)	1	12	1,0000	0,0649	0,8892	0,2519	0,2682	0,7121	0,3933	0,4940	0,7257	0,1034	0,5135	0,9008	0,6070	0,7759	0,9405
T x H	1	12	0,2890	0,1602	0,2756	0,1742	0,0769	0,8532	0,1722	0,8564	0,1928	0,4612	0,2166	0,4243	0,5198	0,5471	0,9643
A x H	2	12	0,7974	0,0295	0,7415	0,6484	0,0115	0,1677	0,0034	0,0288	0,5446	0,6741	0,0370	0,3218	0,0076	0,1097	0,0123
Contrasts																	
HGM																	
LPMS vs. NA	1	-	-	0,7851	-	-	0,6452	-	0,8029	0,5312	-	-	0,4408	-	0,4914	-	0,7573
LPMS vs. LCM	1	-	-	0,3183	-	-	0,1720	-	0,0461	0,1144	-	-	0,8749	-	0,9783	-	0,1188
LCM vs. NA	1	-	-	0,2094	-	-	0,0758	-	0,0717	0,3093	-	-	0,5369	-	0,4749	-	0,1976
LGM																	
LPMS vs. NA	1	-	-	0,4398	-	-	0,9474	-	0,4967	0,4811	-	-	0,0369	-	0,5255	-	0,4980
LPMS vs. LCM	1	-	-	0,1417	-	-	0,0643	-	0,7179	0,0132	-	-	0,3856	-	0,0035	-	0,0025
LCM vs. NA	1	-	-	0,0326	-	-	0,0566	-	0,3060	0,0036	-	-	0,1805	-	0,0186	-	0,0007
T x A x H	2	12	0,9264	0,8333	0,2649	0,6845	0,0728	0,3182	0,1483	0,7581	0,4837	0,1119	0,6145	0,3604	0,3214	0,2609	0,2916

The potentially mineralizable N was not affected by any of the tested factors. The total mineralized N during the 20 weeks incubation was not significantly different between any of the treatments (Table 5). The *in situ* total mineral N and the NO₃-N were influenced by the herbaceous mix used. The plots seeded with the LGM had 25% more total mineral N and 40% more NO₃-N than those seeded with HGM after one growing season (fig 5).

Table 5. ANOVA table for the soil *in situ* mineralized N after one growing season in non-acidic tailings and for potentially mineralizable N after 20 weeks, in presence of LGM or HGM combined NA or with LPMS of LCM amendment. Differences were considered statistically significant at $p < 0.05$. For abbreviations, see Table 2

Source of variation	ndf	ddf	P values					
			<i>In situ</i> N			Potential N		
			NH4	NO3	Total	NH4	NO3	Total
Amendment (A)	2	4	0,8504	0,1861	0,3012	0,2984	0,1088	0,1134
Herbaceous (H)	1	6	0,9219	0,0037	0,0107	0,2443	0,6764	0,9027
A x H	2	6	0,6161	0,0591	0,0858	0,2185	0,7704	0,4161

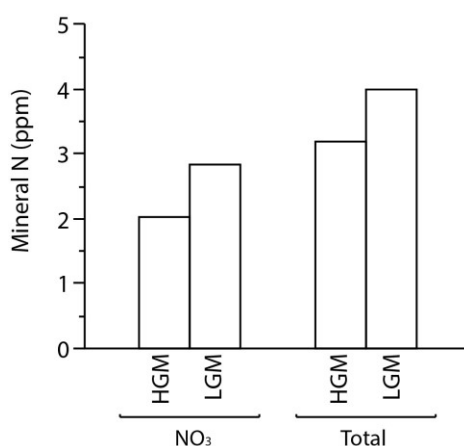


Figure 5. Average total *in situ* mineralized N during one growing season on non-acidic tailings in presence of LGM or HGM. For abbreviations, see Table 2

2.4 DISCUSSION

Tree Survival, Growth and Biomass

There was no evidence that using organic amendments can promote short term survival of trees planted on this non-acidic mine tailings. Both colonizing (Alder) and more demanding (White and Norwegian spruce) woody species survived at a high rate on top soil covered tailings, with or without amendment.

The plant biomass responded differently depending on species. Generally, the alder had the highest growth (height, diameter and biomass), which could be explained by the presence of N fixating nodules inoculated with a strain of *Frankia sp.* specific for sandy soils on its root system (Bissonnette et al. 2014; Roy et al. 2007). Alder is also a known colonizing specie, performing well on degraded land.

While both spruce species were not affected by the amendments, the alder showed a lower biomass when LPMS was applied. Considering the higher C/N ratio of LPMS compared to LCM, the first amendment induced N immobilization in soil, resulting in less N available for plant growth. (Nave et al. 2009; Price and Voroney 2007)

The positive effect of the low growing mix (LGM) on the height growth of all of the planted species could be explained by two phenomena. First, the species that composed the high growing mix (HGM) achieved important and fast vertical growth, often more than 1 m of height, responsible for an increased light competition early in the growing season. Even if no measurements were done on the herbaceous plants, the difference between the two mixes was obvious. Light competition is a known limiting factor for seedlings performance, especially in the early years of plantation (Balandier et al. 2006; Bell et al. 2000). Second, it was observed that the HGM caused a more important burial of the trees by the plants during winter, which caused damages to the trees and increased light competition early in the spring. This situation was not clearly stated in the literature as a source of competition, but the link with light competition is obvious. Since there was no significant difference in tree nutrition

explained by the herbaceous mix, the nutrient competition or the soil N enrichment by N fixing nodules present on the legumes composing LGM did not seem to impact short term performance of planted tree species.

Tree nutrient status

Most of the foliar nutrients analyzed were not affected by any of the tested factors. Some nutrients were only affected by the tree species, which is a much-expected result given the important ecological and genotypic differences between the species tested. The only nutrient which foliar content was significantly affected is N, which is also one of the most known limiting nutrient for plant growth.

For the alder, the application of LPMS limited the foliar N concentration, likely caused by N immobilization, as stated before (Nave et al. 2009; Price and Voroney 2007). In presence of NA or LCM, the lower N immobilization could explain the higher N concentrations generally observed in the tested tree species.

Soil fertility

The soil fertility presented the variables that responded the most to the tested factors. Compared to NA, the lower OM observed with LCM amendment when combined with LGM is a possible symptom of priming effect, where the OM degradation is promoted by the amount and the availability of the nutrients contained in the amendment and the soil N enrichment by the N fixating nodules of the legumes in the LGM. While the priming effect is a known mechanism, mainly studied for agricultural purposes, it is not generally associated with N fixating nodules. In the present study, the legumes could have provided the amount of N missing to stimulate a priming effect. The microbiological activity, generally correlated with edaphic conditions, could therefore be responsible for the OM loss through decomposition (Gerzabek et al. 1997). The observed priming effect results in a reduction of available nutrients in this early phase of reclamation, but the increased microbiological activity could have a positive effect on the evolution of soil's general fertility in the following years (Bradford et al. 2008).

The application of considerably high rates of organic N through LPMS of LCM amendments did not increase the potentially mineralizable N during a 20 weeks incubation in laboratory. This result could be explained by N immobilization caused by the high amount of OM in the soil. Generally, organic amendments are known to increase the rate of N mineralisation (Ma et al. 1999).

The *in situ* mineral N was not increased by any of the amendments neither. The presence of the LGM however significantly increased NO_3^- -N and total mineral N during one growing season. The increase in NO_3^- -N and total mineral N suggests that the N fixating nodules of the legumes contained in this herbaceous mix fixed enough N to significantly increase the N content of the growing medium. This effect is well documented and partly justified the use of cover crops in organic agriculture (Rinnofner et al. 2008).

2.5 CONCLUSION

After one growing season, the planted tree species did not significantly benefit from any additional amendment applied on this non-acidic mine tailings. The business as usual scenario, consisting of top soil integrated to the tailings surface, provided likely adequate soil conditions and soil fertility to support tree growth and survival.

Soil fertility was decreased when LPMS was applied probably because of an increased N immobilization, considering the relatively high C/N ratio of this amendment. This short term negative effect on soil fertility was not expected initially.

The LCM amendment probably generated a priming effect, decreasing nutrient pools among other effects. The expected positive short-term effect of this amendment did not happen as hypothesized. The alder performed more than the two other species (white spruce and Norwegian spruce) after one growing season, which was expected given its colonizing attributes.

Unexpectedly, there were significant interactions between the herbaceous vegetation and the general soil fertility. While the use of amendment is generally the most common way to

increase soil fertility, the studied industrial technosoils benefited more from N-fixating herbaceous species than any of the tested amendments. In the future, more research should put emphasis on the choice of positively interacting herbaceous mixes to promote degraded mine soils and tailings rehabilitation, as they seem to be good promoters of fertility.

In this study, it is highly important to note that the results are presented after one growing season. The conclusions should not be used to extrapolate for the life span of a tree plantation. There are nonetheless many significant results that could be used as scientific basis to establish future research hypotheses.

CHAPITRE 3
CONCLUSION GÉNÉRALE

Après une saison de croissance sur un sol composé majoritairement de résidus miniers et de d'humus forestier, amendé ou non avec des biosolides de papetières ou du lisier de bovins, les trois espèces testées, soit l'aulne crispé, l'épinette blanche et l'épinette de Norvège, ont toutes montré un taux de survie élevé, peu importe le traitement appliqué.

L'utilisation d'amendements organiques n'a pas eu d'effet positif sur la croissance des arbres plantés tel qu'il était attendu. Cette observation soulève plusieurs points de discussions et plusieurs ouvertures potentielles de recherche, tel que discuté dans les prochaines paragraphes.

L'application de biosolides de papetières n'a pas eu d'impact sur la biomasse totale des deux espèces d'épinettes, mais a eu un effet négatif sur la biomasse totale de l'aulne crispé. Cette observation pourrait s'expliquer par le fait que l'utilisation de biosolides de papetières s'est conclue par une immobilisation du N contenu dans le sol en raison du ratio C/N relativement élevé de cet amendement (Nave et al. 2009; Price and Voroney 2007). On remarque aussi les effets de cette immobilisation par la diminution de la concentration en N dans le feuillage des aulnes. En raison de la présence des actinomycètes *Frankia* sp. sur le système racinaire de l'aulne (Roy et al. 2007), la plus faible concentration en N dans son feuillage reflète vraisemblablement une incapacité à absorber le N minéral libéré au niveau du système racinaire. Cet amendement a permis d'augmenter légèrement la concentration en N dans le feuillage des deux espèces d'épinettes, mais ne s'est pas traduit par une augmentation de la croissance à court terme. Bien que les biosolides de papetières puissent avoir des effets positifs à court terme en agriculture (Camberato et al. 2006; Gagnon and Ziadi 2012; Lteif et al. 2007; Nemati et al. 2000b; Price and Voroney 2007), les caractéristiques des résidus miniers, présentant une faible fertilité inhérente à leur nature (Larney and Angers 2012; Vetterlein and Huttl 1999), résultent en une réponse négative suite à son application. Il est important de noter que toutes les parcelles expérimentales ont reçu de l'humus forestier, incluant les parcelles contrôle. L'effet pourrait potentiellement être différent si il était comparé à des parcelles de résidus miniers bruts.

Dans le cas du lisier de bovins, l'hypothèse d'un effet positif sur la croissance des arbres plantés et sur la fertilité du sol à court terme n'a pas été supportée par les résultats obtenus.

Après une saison de croissance, l'application de cet amendement s'est traduite par une diminution de la teneur en matière organique du sol, de sa capacité d'échanges cationiques et de sa saturation en base. Ces données suggèrent un effet d'amorçage (ou « priming effect » en anglais) en réponse à un apport important en éléments nutritifs disponibles et en C labile, résultant en une prolifération rapide des populations de microorganismes du sol (Gerzabek et al. 1997) (Bradford et al. 2008). Pour ce qui est de la croissance des arbres plantés, aucun effet significatif n'a été observé. On remarque cependant une légère augmentation de la concentration foliaire en N pour l'épinette blanche, mais qui ne s'est pas traduite par une croissance supérieure.

Le facteur ayant eu le plus d'effet sur les indicateurs de fertilité du sol et la croissance des arbres plantés est le type de mélange d'herbacées utilisé. En effet, on remarque que la croissance en hauteur a été augmentée pour toutes les espèces lorsque le mélange à croissance basse, composé majoritairement de légumineuses, a été utilisé. On remarque aussi que la concentration de N minéral contenue dans le sol, lors des tests *in situ*, est supérieure lorsque le mélange à croissance basse a été utilisé. Ce résultat, combiné avec une compétition réduite pour la lumière en présence d'un mélange à croissance basse, permet d'expliquer la plus grande croissance des espèces ligneuses. Il est connu que la compétition pour la lumière est un phénomène important pour la performance des arbres, surtout dans les premières années de croissance (Balandier et al. 2006; Bell et al. 2000). Il est donc possible que les tendances observées lors de cette étude changent ou s'atténuent dans le futur. L'utilisation du mélange à croissance haute a aussi résulté en un enterrement des plants par les herbacées durant l'hiver. La compétition pour la lumière était donc aussi présente au printemps, avant le début de la croissance des herbacées. Bien qu'il ne s'agisse pas du principal facteur d'intérêt dans cette expérimentation, il s'avère que c'est celui qui a produit les résultats les plus probants. Alors que plusieurs études se penchent sur l'utilisation de divers amendements pour favoriser la réhabilitation de sites perturbés, il semble que l'utilisation de mélanges d'herbacées ayant un potentiel de fixer le N atmosphérique soit aussi une voie à considérer en vue d'un reboisement subséquent, visant une séquestration accrue du C atmosphérique. Il est cependant important de noter que les résultats présentés dans cette étude présentent des

observations après une seule saison de croissance. Il est possible que ces tendances changent dans le temps, à mesure que l'âge des plants augmentera.

Du point de vue de la législation, les présents résultats montrent que les dispositions de la directive 019 sur l'industrie minière quant à la végétalisation des parcs à résidus miniers semblent adéquates, du moins pour l'établissement d'un couvert végétal. Il est stipulé dans cette directive que toute humus forestier se retrouvant dans l'emprise d'un parc à résidus miniers doit être retirée et entreposée avant l'installation desdites infrastructures. Cet humus forestier doit ensuite être utilisée comme amendement pour favoriser la croissance d'un couvert végétal lors de la fin de la vie utile du parc. Comme le montrent les résultats de la présente étude, l'utilisation d'humus forestier semble être une pratique adéquate pour l'implantation d'un couvert végétal à court terme. Encore une fois, des résultats à plus long terme permettraient de préciser les méthodes les plus efficaces pour l'installation d'un couvert d'arbres. Malgré tout, il n'y a aucune obligation d'utiliser des arbres pour la végétalisation des parcs à résidus lorsque possible. Pourtant, on remarque que cette avenue est envisageable dans certains cas, comme le montre la présente étude.

Dans l'optique où la réduction des émissions de GES et l'augmentation des absorptions de C atmosphérique sont essentielles à une lutte efficace contre les changements climatiques, il semble pertinent de mettre de l'avant le potentiel de l'utilisation d'espèces ligneuses pour la végétalisation des parcs à résidus miniers. Dans un futur proche, l'implantation d'un protocole de génération de crédits compensatoires par la plantation d'arbres sur des sites dégradés, dans le cadre du SPEDE, pourrait augmenter l'intérêt des compagnies minières envers cette option de gestion.

RÉFÉRENCES

- Abbott, L., and Murphy, D. 2007. What is Soil Biological Fertility? *In* Soil Biological Fertility. *Edited by* L. Abbott and D. Murphy. Springer Netherlands. pp. 1-15.
- Abe, S., Masaki, T., and Nakashizuka, T. 1995. FACTORS INFLUENCING SAPLING COMPOSITION IN CANOPY GAPS OF A TEMPERATE DECIDUOUS FOREST. *Vegetatio* **120**(1): 21-31.
- Amlinger, F., Gotz, B., Dreher, P., Geszti, J., and Weissteiner, C. 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *Eur. J. Soil Biol.* **39**(3): 107-116. doi: 10.1016/s1164-5563(03)00026-8.
- Balandier, P., Collet, C., Miller, J.H., Reynolds, P.E., and Zedaker, S.M. 2006. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. *Forestry* **79**(1): 3-27. doi: 10.1093/forestry/cpi056.
- Bell, F.W., Ter-Mikaelian, M.T., and Wagner, R.G. 2000. Relative competitiveness of nine early-successional boreal forest species associated with planted jack pine and black spruce seedlings. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **30**(5): 790-800. doi: 10.1139/cjfr-30-5-790.
- Bindoff, N.L., Stott, P.A., AchutaRao, K.M., Allen, M.R., Gillett, N., Gutzler, D., Hansingo, K., Hegerl, G., Hu, Y., Jain, S., Mokhov, I.I., Overland, J., Perlwitz, J., Sebbari, R., and Zhang, X. 2013. Detection and Attribution of Climate Change: from Global to Regional. *In* Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Edited by* T.F. Stocker and D. Qin and G.-K. Plattner and M. Tignor and S.K. Allen and J. Boschung and A. Nauels and Y. Xia and V. Bex and P.M. Midgley. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 867–952.
- Bissonnette, C., Fahlman, B., Peru, K.M., Khasa, D.P., Greer, C.W., Headley, J.V., and Roy, S. 2014. Symbiosis with *Frankia* sp benefits the establishment of *Alnus viridis* ssp *crispa* and *Alnus incana* ssp *rugosa* in tailings sand from the Canadian oil sands industry. *Ecological Engineering* **68**: 167-175. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.03.061.
- Blight, G.E. 2008. Wind erosion of waste impoundments in arid climates and mitigation of dust pollution. *Waste Management & Research* **26**(6): 523-533. doi: 10.1177/0734242x07082027.
- Bolan, N.S., Kunhikrishnan, A., Choppala, G.K., Thangarajan, R., and Chung, J.W. 2012. Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility. *Science of the Total Environment* **424**: 264-270. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.02.061.
- Bolan, N.S., Kunhikrishnan, A., and Naidu, R. 2013. Carbon storage in a heavy clay soil landfill site after biosolid application. *Science of the Total Environment* **465**: 216-225. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.093.

- Boucher, J.F., Tremblay, P., Gaboury, S., and Villeneuve, C. 2012. Can boreal afforestation help offset incompressible GHG emissions from Canadian industries? *Process Safety and Environmental Protection* **90**(6): 459-466. doi: 10.1016/j.psep.2012.10.011.
- Bradford, M.A., Fierer, N., and Reynolds, J.F. 2008. Soil carbon stocks in experimental mesocosms are dependent on the rate of labile carbon, nitrogen and phosphorus inputs to soils. *Funct. Ecol.* **22**(6): 964-974. doi: 10.1111/j.1365-2435.2008.01404.x.
- Brandle, J.R., Hodges, L., and Zhou, X.H. 2004. Windbreaks in North American agricultural systems. *Agroforestry Systems* **61-2**(1): 65-78. doi: 10.1023/b:agfo.0000028990.31801.62.
- Camberato, J.J., Gagnon, B., Angers, D.A., Chantigny, M.H., and Pan, W.L. 2006. Pulp and paper mill by-products as soil amendments and plant nutrient sources. *Canadian Journal of Soil Science* **86**(4): 641-653.
- Carlson, M., Chen, J., Elgie, S., Henschel, C., Montenegro, A., Roulet, N., Scott, N., Tarnocai, C., and Wells, J. 2010. Maintaining the role of Canada's forests and peatlands in climate regulation. *For. Chron.* **86**(4): 434-443.
- Chantigny, M.H., Rochette, P., and Angers, D.A. 2001. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. *Canadian Journal of Soil Science* **81**(2): 131-137.
- Cooke, J.A., and Johnson, M.S. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews* **10**(1): 41-71. doi: 10.1139/a01-014.
- Cooperband, L. 2002. Building soil organic matter with organic amendments. Center for Integrated Agricultural Systems.
- Cornelis, W.M., and Gabriels, D. 2005. Optimal windbreak design for wind-erosion control. *Journal of Arid Environments* **61**(2): 315-332. doi: 10.1016/j.jaridenv.2004.10.005.
- Curtin, D., and Campbell, C.A. 2006. Mineralizable Nitrogen. *In* Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition. *Edited by* M.R. Carter and E.G. Gregorich, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Diacono, M., and Montemurro, F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **30**(2): 401-422. doi: 10.1051/agro/2009040.
- Faubert, P., Durocher, S., Bertrand, N., Ouimet, R., Rochette, P., Tremblay, P., Boucher, J.F., and Villeneuve, C. 2017. Greenhouse Gas Emissions after Application of Landfilled Paper Mill Sludge for Land Reclamation of a Nonacidic Mine Tailings Site. *Journal of Environmental Quality* **46**(5): 950-960. doi: 10.2134/jeq2017.03.0119.
- Gaboury, S., Boucher, J.F., Villeneuve, C., Lord, D., and Gagnon, R. 2009. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Quebec's

- closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management* **257**(2): 483-494. doi: 10.1016/j.foreco.2008.09.037.
- Gagnon, B., and Ziadi, N. 2012. Papermill biosolids and alkaline residuals affect crop yield and soil properties over nine years of continuous application. *Canadian Journal of Soil Science* **92**(6): 917-930. doi: 10.4141/cjss2012-026.
- Garcia-Orenes, F., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreno, J., Gomez, I., and Mataix-Beneyto, J. 2005. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil Tillage Res.* **82**(1): 65-76. doi: 10.1016/j.still.2004.06.004.
- Gerzabek, M.H., Pichlmayer, F., Kirchmann, H., and Haberhauer, G. 1997. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science* **48**(2): 273-282. doi: 10.1111/j.1365-2389.1997.tb00547.x.
- Ghose, M.K., and Majee, S.R. 2000. Assessment of dust generation due to opencast coal mining - An Indian case study. *Environmental Monitoring and Assessment* **61**(2): 255-263.
- Gonzalez-Ubierna, S., Jorge-Mardomingo, I., Carrero-Gonzalez, B., Teresa de la Cruz, M., and Angel Casermeiro, M. 2012. Soil organic matter evolution after the application of high doses of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. *Journal of Soils and Sediments* **12**(8): 1257-1268. doi: 10.1007/s11368-012-0516-y.
- Gouvernement du Québec. 2015a. La Plan Nord à l'horizon 2035, plan d'action 2015-2020. Bibliothèque et Archives nationales du Québec. p. 47.
- Gouvernement du Québec. 2015b. Loi sur les mines.
- Gouvernement du Québec. 2015c. Mining Act. *In* chapter M-13.1.
- Green, S., and Renault, S. 2008. Influence of papermill sludge on growth of *Medicago sativa*, *Festuca rubra* and *Agropyron trachycaulum* in gold mine tailings: A greenhouse study. *Environmental Pollution* **151**(3): 524-531. doi: 10.1016/j.envpol.2007.04.016.
- Haynes, R.J., and Naidu, R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **51**(2): 123-137. doi: 10.1023/a:1009738307837.
- Hébert, M., Chantigny, M., N.Dayegamiye, A., Côté, C., Gagné, M., Martin, Y., Whalen, J.K., Moore, H., Proulx, S., and Ziadi, N. 2010. Les engrais de ferme et les matières résiduelles fertilisantes organiques. *In* Guide de référence en fertilisation 2e édition. Edited by L.-É. Parent and G. Gagné. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. pp. 389-344.
- IPCC. 2014a. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros,

- D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. 2014b. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Johnson, N.C. 1998. Responses of *Salsola kali* and *Panicum virgatum* to mycorrhizal fungi, phosphorus and soil organic matter: implications for reclamation. *Journal of Applied Ecology* **35**(1): 86-94.
- Kurz, W.A., Shaw, C.H., Boisvenue, C., Stinson, G., Metsaranta, J., Leckie, D., Dyk, A., Smyth, C., and Neilson, E.T. 2013. Carbon in Canada's boreal forest - A synthesis. *Environmental Reviews* **21**(4): 260-292. doi: 10.1139/er-2013-0041.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* **123**(1-2): 1-22. doi: 10.1016/j.geoderma.2004.01.032.
- Lal, R. 2013. Soil carbon management and climate change. *Carbon Manag.* **4**(4): 439-462. doi: 10.4155/cmt.13.31.
- Larcheveque, M., Desrochers, A., Bussiere, B., Cartier, H., and David, J.S. 2013. Revegetation of Non-Acid-Generating, Thickened Tailings with Boreal Trees: A Greenhouse Study. *Journal of Environmental Quality* **42**(2): 351-360. doi: 10.2134/jeq2012.0111.
- Larney, F.J., and Angers, D.A. 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science* **92**(1): 19-38. doi: 10.4141/cjss2010-064.
- Li, J., Okin, G.S., Alvarez, L., and Epstein, H. 2007. Quantitative effects of vegetation cover on wind erosion and soil nutrient loss in a desert grassland of southern New Mexico, USA. *Biogeochemistry* **85**(3): 317-332. doi: 10.1007/s10533-007-9142-y.
- Li, M.S. 2006. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice. *Science of the Total Environment* **357**(1-3): 38-53. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.05.003.

- Lteif, A., Whalen, J.K., Bradley, R.L., and Camire, C. 2007. Mixtures of papermill biosolids and pig slurry improve soil quality and growth of hybrid poplar. *Soil Use and Management* **23**(4): 393-403. doi: 10.1111/j.1475-2743.2007.00103.x.
- Ma, B.L., Dwyer, L.M., and Gregorich, E.G. 1999. Soil nitrogen amendment effects on seasonal nitrogen mineralization and nitrogen cycling in maize production. *Agron. J.* **91**(6): 1003-1009. doi: 10.2134/agronj1999.9161003x.
- MDDEP. 2011. Québec Residual Materials Management Policy – 2011–2015 Action Plan. p. 5.
- Meinshausen, M., Meinshausen, N., Hare, W., Raper, S.C.B., Frieler, K., Knutti, R., Frame, D.J., and Allen, M.R. 2009. Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2 degrees C. *Nature* **458**(7242): 1158-U1196. doi: 10.1038/nature08017.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., and Zhang, H. 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. *In* *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Edited by T.F. Stocker and D. Qin and G.-K. Plattner and M. Tignor and S.K. Allen and J. Boschung and A. Nauels and Y. Xia and V. Bex and P.M. Midgley.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 659–740.
- Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., and Curtis, P.S. 2009. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma* **153**(1-2): 231-240. doi: 10.1016/j.geoderma.2009.08.012.
- Nemati, M.R., Caron, J., and Gallichand, J. 2000a. Stability of structural form during infiltration: Laboratory measurements on the effect of de-inking sludge. *Soil Science Society of America Journal* **64**(2): 543-552.
- Nemati, M.R., Caron, J., and Gallichand, J. 2000b. Using paper de-inking sludge to maintain soil structural form: Field measurements. *Soil Science Society of America Journal* **64**(1): 275-285.
- Noble, I.R., Huq, S., Anokhin, Y.A., Carmin, J., Goudou, D., Lansigan, F.P., Osman-Elasha, B., and Villamizar, A. 2014. Adaptation needs and options. *In* *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. Edited by C.B. Field and V.R. Barros and D.J. Dokken and K.J. Mach and M.D. Mastrandrea and T.E. Bilir and M. Chatterjee and K.L. Ebi and Y.O. Estrada and R.C. Genova and B. Girma and E.S. Kissel and A.N. Levy and S. MacCracken and P.R. Mastrandrea and L.L. White.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 833-868.

- Pacala, S., and Socolow, R. 2004. Stabilization wedges: Solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. *Science* **305**(5686): 968-972. doi: 10.1126/science.1100103.
- Peters, G.P., Andrew, R.M., Boden, T., Canadell, J.G., Ciais, P., Le Quere, C., Marland, G., Raupach, M.R., and Wilson, C. 2013. COMMENTARY: The challenge to keep global warming below 2 degrees C. *Nat. Clim. Chang.* **3**(1): 4-6.
- Price, G.W., and Voroney, R.P. 2007. Papermill biosolids effect on soil physical and chemical properties. *Journal of Environmental Quality* **36**(6): 1704-1714. doi: 10.2134/jeq2007.0043.
- Quinn, G.P., and Keough, M.J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press.
- Rinnofner, T., Friedel, J.K., de Kruijff, R., Pietsch, G., and Freyer, B. 2008. Effect of catch crops on N dynamics and following crops in organic farming. *Agronomy for Sustainable Development* **28**(4): 551-558. doi: 10.1051/agro:2008028.
- Rowland, S.M., Prescott, C.E., Grayston, S.J., Quideau, S.A., and Bradfield, G.E. 2009. Recreating a functioning forest soil in reclaimed oil sands in Northern Alberta: An approach for measuring success in ecological restoration. *Journal of Environmental Quality* **38**(4): 1580-1590. doi: 10.2134/jeq2008.0317.
- Roy, S., Khasa, D.P., and Greer, C.W. 2007. Combining alders, frankiae, and mycorrhizae for the revegetation and remediation of contaminated ecosystems. *Can. J. Bot.-Rev. Can. Bot.* **85**(3): 237-251. doi: 10.1139/b07-017.
- Shrestha, R.K., and Lal, R. 2006. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment International* **32**(6): 781-796. doi: 10.1016/j.envint.2006.05.001.
- Silva, L.C.R., Correa, R.S., Doane, T.A., Pereira, E.I.P., and Horwath, W.R. 2013. Unprecedented carbon accumulation in mined soils: the synergistic effect of resource input and plant species invasion. *Ecological Applications* **23**(6): 1345-1356. doi: 10.1890/12-1957.1.
- Singh, A.N., Raghubanshi, A.S., and Singh, J.S. 2002. Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science* **82**(12): 1436-1441.
- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E.A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N.H., Rice, C.W., Abad, C.R., Romanovskaya, A., Sperling, F., and Tubiello, F. 2014. *Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Tordoff, G.M., Baker, A.J.M., and Willis, A.J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* **41**(1-2): 219-228. doi: 10.1016/s0045-6535(99)00414-2.

- Tripathi, N., Singh, R.S., and Nathanail, C.P. 2014. Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment. *Science of the Total Environment* **468**: 1162-1171. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.024.
- Ussiri, D.A.N., and Lal, R. 2005. Carbon sequestration in reclaimed minesoils. *Crit. Rev. Plant Sci.* **24**(3): 151-165. doi: 10.1080/07352680591002147.
- Vetterlein, D., and Huttl, R.F. 1999. Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant and Soil* **213**(1-2): 1-10. doi: 10.1023/a:1004681506901.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table S 1. Composition (in percentage) of the high and low-growing mixes used for the experiment

Species	HGM	LGM
Red clover (<i>Trifolium pretense</i>)	20	-
Ladino clover (<i>Trifolium repens</i>)	10	-
Alsike clover (<i>Trifolium hybridum</i>)	5	10
White clover (<i>Trifolium repens</i>)	-	10
Birdsfoot trefoil (<i>Lotus corniculatus</i>)	5	5
Timothy (<i>Phleum pratense</i>)	15	15
Brome (<i>Bromus sterilis</i>)	10	-
Dactyl (<i>Dactylis glomerata</i>)	5	-
Perennial ryegrass (<i>Lolium perenne</i>)	15	20
Creeping red fescue (<i>Festuca rubra</i>)	-	20
Fescue (<i>Festuca ovina</i>)	10	-
Kentucky bluegrass (<i>Poa pratensis</i>)	5	-
Bentgrass (<i>Agrostis scabra</i>)	-	20
Total	100	100

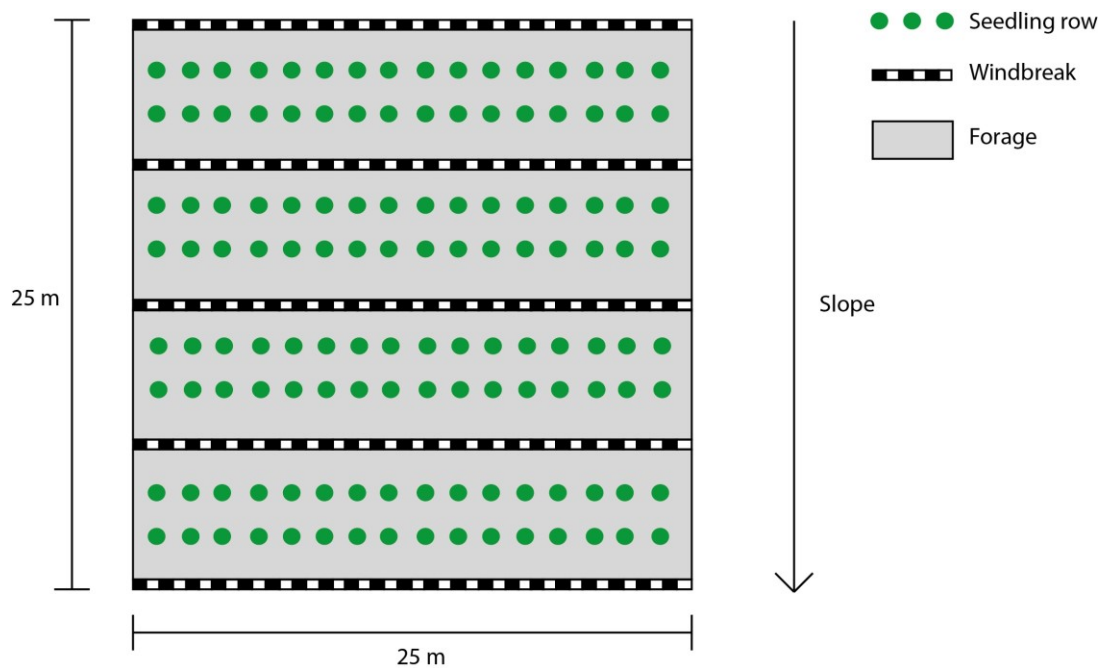


Figure S 1. Schematic representation of one plot from the experimental design